

Modélisation du transfert d'un polluant conservatif dans un ruisseau périurbain : comparaisons et mises en œuvre de différents modèles

Modelling of a conservative pollutant transfer in a periurban stream: comparisons and applications of several models

J. Guilloux*, T. Toilliez**, T. Devillard*, P. Battaglia*

* Laboratoire Régional des Ponts et Chaussées de Nancy, Centre d'Étude Technique de l'Équipement de l'Est, Tomblaine, France.
(julie.guilloux@developpement-durable.gouv.fr)

** École Nationale Supérieure de l'Énergie, de l'Eau et de l'Environnement, Grenoble INP, Grenoble, France.

RÉSUMÉ

En vue des objectifs de bon état écologique et chimique des eaux fixés par la Directive 2000/60/CE, la modélisation de la qualité physico-chimique et biologique des masses d'eau est un outil intéressant qui pourrait permettre d'évaluer l'impact des différents dispositifs et aménagements proposés.

Cette étude a pour objectif initial de guider les services responsables du bon état des eaux dans le choix d'un modèle de qualité des eaux de rivière pour l'étude d'un problème spécifique. Pour ce faire, trois modèles ont été sélectionnés puis mis en œuvre sur un ruisseau périurbain nancéen afin de comparer les résultats obtenus ainsi que la facilité d'utilisation du logiciel, notamment.

Deux modèles aux caractéristiques proches ont été mis en œuvre et ont montré leurs limites lors de la modélisation hydraulique du cours d'eau en étiage. Le dernier, permettant une modélisation physico-chimique mais également biologique du milieu, s'est révélé simple d'utilisation et offre des perspectives intéressantes en vue d'une combinaison avec un modèle hydraulique simplifié pour aboutir à un outil pratique.

ABSTRACT

The physico-chemical and biological quality modelling of river water is an interesting tool to achieve by 2015 the objectives of good ecological and chemical state of aquatic environments set by the Water Framework Directive (2000/60/CE). Indeed it could allow to estimate the impacts of several suggested systems and constructions.

The initial aim of this study is to guide the organisms which must contribute to the good state of water environments in their choice of a water quality model to study a specific problem. With this goal in mind, three models have been selected, then applied to a stream of Nancy suburbs and last compared in term of obtained results and use easiness.

The stream has been modelled with two models, with similar characteristics, which have shown their limits in river modelling during low water periods. The last one, a physico-chemical model as well as a biological one, turns out to be easy to use and presents interesting perspectives of combination with a simplified hydraulic model to obtain a practical tool.

MOTS CLÉS

Modélisation, qualité des eaux, ruisseaux périurbains.

1 INTRODUCTION

1.1 Un outil pour répondre aux objectifs de bon état écologique des eaux

La loi Grenelle I réaffirme les objectifs d'atteinte du « bon état écologique ou bon potentiel pour l'ensemble des masses d'eau » d'ici 2015 établi à l'origine par la Directive Cadre sur l'Eau 2000/60 CE. Etablissements de trames bleues, mises en place de zones végétalisées tampon le long des cours d'eau, renaturation et réaménagement, les techniques utilisées par les différents acteurs concernés (collectivités, aménageurs, services de l'Etat...) pour atteindre ces objectifs sont nombreuses, souvent coûteuses et leur efficacité n'est pas toujours garantie. Comme prévu par Shanahan et al. (1998) il y a plus de dix ans, l'Europe et plus particulièrement la France a aujourd'hui besoin d'outils pratiques de prévisions de l'impact d'un nouvel aménagement (suppression d'un déversoir d'orage, ajout d'un filtre végétal...) sur la qualité chimique et biologique des masses d'eau.

1.2 Bref récapitulatif de l'évolution des modèles de qualité des eaux de rivières

Les modèles de qualité des eaux de rivières cherchent à décrire l'évolution spatiale et temporelle d'un certain nombre de paramètres physico-chimiques. L'un des premiers modèles de qualité des eaux fut celui de Streeter et Phelps (1925), dont l'objectif était d'évaluer l'impact d'un rejet sur les concentrations en oxygène à l'aval à partir de deux équations et deux paramètres à caler. Puis le nombre de paramètres pris en compte a progressivement augmenté. Les modèles de type QUAL2 ont ainsi pris en compte l'oxygène mais également l'azote et le phosphore faisant intervenir jusqu'à dix variables d'état (Rauch et al., 1998). Maintenant certains logiciels, outre les nutriments, prennent en compte toutes sortes de substances chimiques toxiques, comme les phytosanitaires, et peuvent même représenter des écosystèmes dans leur ensemble, faisant intervenir les matières en suspension et modélisant l'ensemble de la chaîne trophique, des algues aux poissons (Toilliez, 2009). Les modèles de qualité des eaux de rivières sont donc nombreux et ont chacun leurs caractéristiques propres qu'il faut prendre en compte lors du choix d'un modèle pour un projet donné.

1.3 Objectifs de cette étude

L'objectif initial de cette étude est d'offrir aux acteurs de l'eau impliqués dans l'amélioration de son état écologique et chimique un guide permettant de sélectionner rapidement un modèle de qualité des eaux de rivières, relativement pratique à mettre en œuvre, accessible à tous et permettant une étude simple et rapide d'un problème donné (nouvel aménagement, suppression d'un rejet...). Cela passera par une sélection d'un certain nombre de logiciels dans un premier temps puis par la mise en œuvre de ces modèles sur un cas concret.

2 MATERIELS ET METHODES

2.1 Choix des logiciels

Afin de répondre aux objectifs de cette étude, les deux principaux critères de sélection des modèles étaient leur libre accès et la présence d'une interface interactive dont l'utilisation semble, au premier abord, relativement intuitive. Les modèles doivent également permettre une vision sur le long terme de l'impact d'un nouvel aménagement réalisé mais la modélisation sur le très court terme de l'impact sur le milieu naturel d'un rejet ponctuel de pollution doit aussi être possible. C'est pourquoi l'unité de temps de référence doit être de préférence inférieure à un jour.

Les modèles sélectionnés ont ensuite été choisis pour leurs approches différentes d'un même domaine (par exemple AQUATOX) ou au contraire leurs caractéristiques similaires permettant une comparaison directe comme HEC RAS et MASCARET.

2.1.1 AQUATOX

Développé par l'Agence américaine de protection de l'environnement (U.S. EP.A.), AQUATOX (Clough, 2009 ; Park et al., 2009) est un modèle de gestion des risques environnementaux décrivant le devenir et les effets des substances toxiques conventionnelles (nutriments et sédiment) et des produits chimiques toxiques (herbicides, pesticides, etc.). Il prend en compte différents niveaux de la chaîne trophique, y compris la végétation fixée et le phytoplancton, les invertébrés et les poissons brouteurs et prédateurs.

La simulation des mécanismes hydrauliques s'y fait de manière sommaire : le volume de contrôle est un bassin à mélange homogène, il est donc particulièrement adapté à des étendues relativement stagnantes (lacs) mais aussi à des cours d'eaux homogènes sur leurs profils en long.

2.1.2 MASCARET

MASCARET, code développé par EDF R&D et le CETMEF, est construit sur les équations de Saint-Venant et avait pour but à l'origine la modélisation hydraulique des cours d'eau à partir de trois noyaux de base de calcul hydrodynamique filaire que l'on peut coupler avec un code reprenant le principe d'un modèle à casier.

Afin de modéliser la qualité des eaux, on peut utiliser un module complémentaire, qui simule l'évolution de traceurs passifs. Une bibliothèque comprenant cinq modèles de qualité est intégrée à l'outil : oxygène dissous, biomasse phytoplanctonique, oxygénation et eutrophisation, évolution des micropolluants, température de l'eau sous influence atmosphérique (EDF R&D, 2008).

2.1.3 HEC RAS

Le logiciel HEC RAS (Hydrologic Engineering Centers River Analysis System) de l'U.S. Army Corps of Engineers, modèle hydrodynamique 1-D destiné tout particulièrement à l'étude des rivières, canaux et estuaires, est pourvu depuis sa version 4 d'un module de qualité des eaux, QUAL2E.

Ce module permet de simuler le devenir et le transport de la chaleur dans l'eau, de constituants (traceurs) conservatifs ou non et de divers éléments nutritifs. Il s'agit du modèle de qualité le plus simple parmi les quatre présentés ici, mais il reste le seul avec le modèle B à pouvoir simuler un réseau hydrographique branché, c'est-à-dire comportant des confluences ou des diffuences. Afin de pouvoir fonctionner, ce module nécessite un modèle hydraulique calé, en régime permanent ou non. (Brunner, 2010 ; Warner et al., 2010).

2.2 Présentation du cours d'eau modélisé

Le Grémillon, petit ruisseau périurbain situé dans l'Est de l'agglomération nancéenne et qui se jette dans la Meurthe, a été choisi comme site d'application de ces modèles. Depuis 2003, année de lancement de l'opération « L'Eau dans la ville » menée par la Communauté Urbaine du Grand Nancy, qui avait notamment pour objectif la valorisation du patrimoine aquatique, le Grémillon fait l'objet de nombreuses études au sein du GIP GEMCEA (Groupement pour l'Evaluation et la Mesure en Continu dans les Eaux et en Assainissement) (Néron et al., 2007), dont l'un des membres est le CETE de l'Est. Des études hydrauliques visant la comparaison des modélisations de crues avec B et C ayant déjà été réalisées, il a paru intéressant de poursuivre ces travaux dans le domaine de la qualité des eaux.

Son bassin versant occupe une surface de 1217 hectares, constituée en amont de zones agricoles puis en aval de zones urbaines (commerciales, résidentielles). Le ruisseau a fortement été modifié suite à l'urbanisation de son bassin versant, alternant passages couverts et découverts, captage par le réseau d'assainissement. Son parcours à découvert représente environ 3.7 km (Néron et al., 2009).



Figure 1 : portion du Grémillon modélisée dans le cadre de ce projet et points d'injection et de prélèvements pour le traçage au chlorure de lithium

2.3 Mesures réalisées : traçage au chlorure de lithium

B et C disposent de modules permettant de suivre l'évolution de la concentration d'éléments passifs au cours du temps le long d'un cours d'eau. Le calage de ces modules de transports d'éléments est une première étape avant le calage des modules de qualité des eaux.

Afin d'obtenir des données permettant le calage de ces modules, deux campagnes de traçage consistant à injecter un élément chimiquement stable dans le Grémillon, effectuer des prélèvements réguliers le long du ruisseau et les analyser pour suivre l'évolution de la concentration de cet élément ont été réalisées en mai 2008 et 2009 dans des conditions de débits différentes (de l'ordre de 25 l/s en 2008 et 8 l/s en 2009). L'élément choisi est le chlorure de lithium (LiCl), élément chimique non présent dans l'eau, ne réagissant pas avec le milieu et non toxique à faible dose.

Pendant environ 2 heures, une injection continue de LiCl est réalisée à l'amont de la zone modélisée (cf. Figures 1 et 2) puis les eaux sont prélevées en cinq points : P21, P63A, P43, P63 et station de mesure (STM). Durant l'essai, plusieurs jaugeages avec un vélocimètre ont été réalisés afin d'estimer les variations de débits du Grémillon.

Les concentrations en chlorure de lithium dans les échantillons d'eau prélevés sont ensuite mesurées par absorption atomique.

3 RESULTATS

3.1 AQUATOX

AQUATOX permet uniquement des modélisations à l'échelle de la journée, ce qui ne correspond pas aux critères initialement énoncés. Cependant ce modèle reste particulièrement intéressant du fait de sa spécificité de modélisation des paramètres biologiques, dont les effets se font généralement ressentir sur une échelle de temps plus longue en particulier en cas de pollution chronique. En outre, ce logiciel représente des mélanges de flux au sein de compartiment et le compartiment disponible à ce jour est long et hétérogène puisqu'il s'étend du point d'injection du chlorure de lithium à la station de mesure. Il serait donc nécessaire pour appliquer ce modèle de façon plus pertinente de définir des compartiments plus petits et mieux proportionnés. En appliquant ce modèle à des cas théoriques, il a toutefois été remarqué qu'il était intuitif et relativement facile d'utilisation. En effet, différentes étapes (description hydromorphologique du modèle, paramètres physico-chimiques, caractérisation du vivant débutant en bas de la chaîne trophique puis se terminant en haut avec les prédateurs) permettant de compléter au fur et à mesure le modèle avec les données d'entrée et les paramètres à définir ont été identifiées. Pour chaque étape, une nouvelle fenêtre apparaît et les données et paramètres à fournir

ont été clairement identifiés. En outre, lors des différents essais réalisés, le modèle a toujours fourni un résultat et donne des conclusions facilement lisibles à travers des représentations graphiques claires.

3.2 MASCARET

Un calage c08 M du logiciel MASCARET, calage manuel réalisé sur le coefficient de Strickler, a été réalisé à partir de l'essai de traçage de mai 2008. Les concentrations mesurées dans la réalité (m08) aux différents points de prélèvements (cf. Figure 1) et obtenues grâce au modèle c08 M sont reportées sur la figure 2. Afin d'obtenir une modélisation proche de la réalité notamment en terme d'estimation du temps de passage du pic de polluant, des valeurs de Strickler très inférieures à ce qui est généralement conseillé ont dû être utilisées. On a notamment des valeurs de l'ordre de 4.5 pour les parties non-busées or Degoutte (2007) préconise des valeurs de 10 à 15 pour des rivières à berge étroite très végétalisées, ce qui correspond bien au Grémillon. Idem dans les parties busées, les coefficients de Strickler sont de l'ordre de 20 et 40 or pour des buses en béton un coefficient entre 75 et 90 serait plus approprié. Ces coefficients de Strickler perdent donc de leur signification physique mais on peut penser que ces valeurs élevées agrègent l'ensemble des phénomènes qui ralentissent l'écoulement dans le cours d'eau : profil longitudinal très irrégulier, présence d'obstacles (pierre, tronc d'arbre...) de la hauteur de l'écoulement...

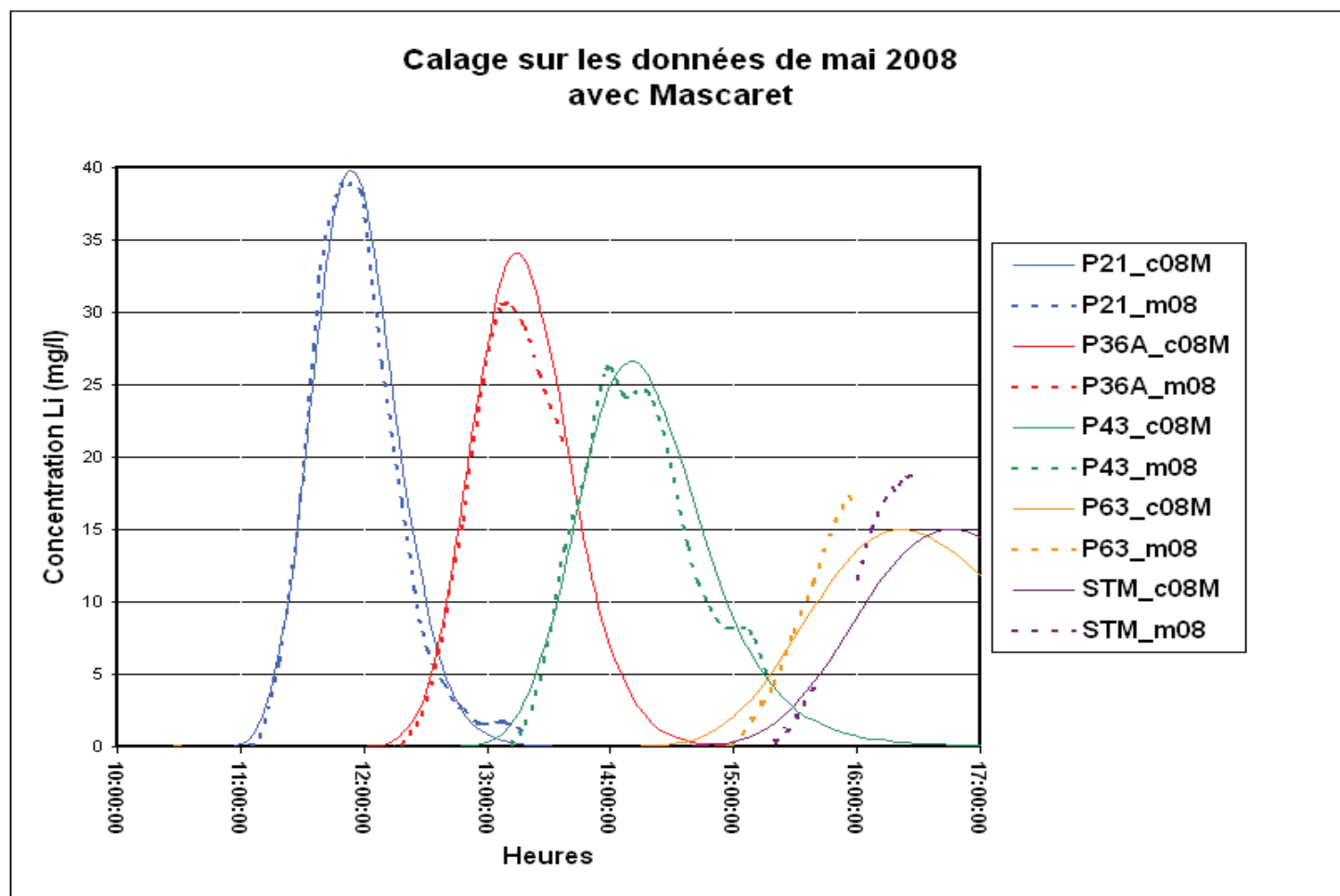


Figure 2 : Calage de MASCARET sur les données de mai 2008

Il est en outre difficile de dégager des tendances sur l'estimation des concentrations en Li qui sont parfois sous-estimées et parfois surestimées. En cas d'utilisation de ce modèle pour un cas concret de pollution d'un milieu aquatique, il sera donc nécessaire de rester vigilant par rapport aux

concentrations tirées du modèle et prises en compte pour l'évaluation de l'impact de cette pollution par exemple. Un coefficient de sécurité pourrait être défini et utilisé afin d'éviter de sous estimer les concentrations qui pourraient être présentes en réalité.

Le calage c08 B est ensuite appliqué aux données de 2009 pour réaliser une vérification de ces paramètres (cf. Figure 3). Les résultats sont cependant peu satisfaisants. Le pic de polluant arrive en effet plus d'une heure après le pic réel. De plus, les concentrations en Li lors du pic sont cette fois largement sous-estimées.

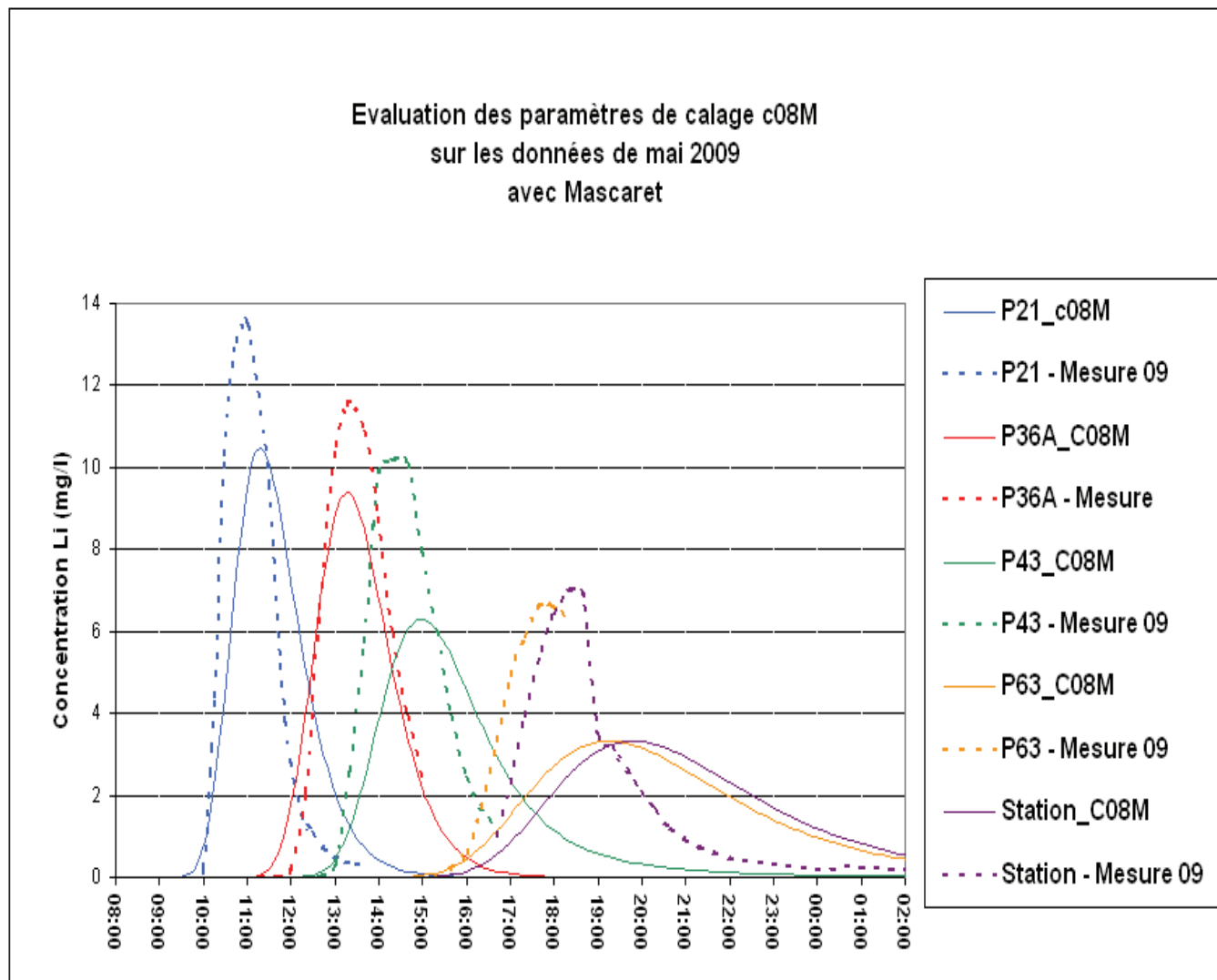


Figure 3 : Évaluation du calage c08 M sur les données de mai 2009

3.3 HEC RAS

Un premier calage (c08 H) de la fonction de transfert d'éléments passifs faisant varier le coefficient de Manning et le coefficient de dispersion a été réalisé manuellement sur le Grémillon à partir des mesures de mai 2008 (m08). Tout comme pour MASCARET, des valeurs de Manning élevées (cf. Tableau 1) en comparaison avec 0.15 qui est généralement recommandé même pour un cours d'eau naturel fortement encombré de végétation (Chow, 1959) ont dû être utilisées pour permettre une modélisation du transfert de polluant proche de la réalité (cf. Figure 4). De la même façon que pour les coefficients de Strickler avec B, les coefficients de Manning pourraient être considérés comme représentant un ensemble de paramètres ralentissant l'écoulement, présents sur le terrain mais pas représentés dans le modèle. Aux cinq points de prélèvement, ce calage a tendance à surestimer la concentration lors du pic de LiCl.

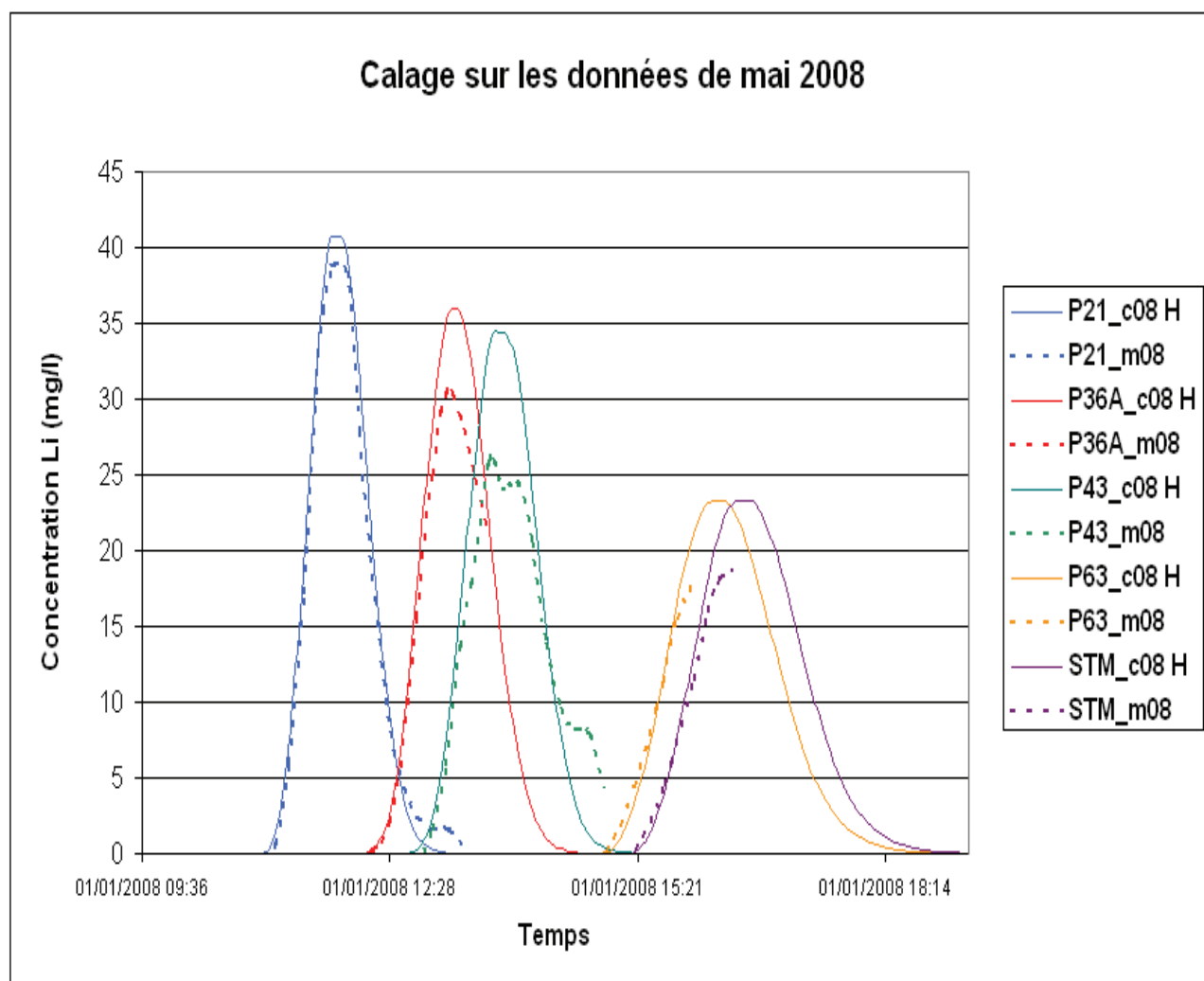


Figure 4 : Calage de HEC RAS sur les données de mai 2008

Ce calage c08 H est ensuite appliqué aux mesures réalisées en mai 2009 (m09). Mais celui-ci n'est pas validé sur les données de mai 2009. En effet, le pic de LiCl modélisé arrive près d'une heure plus tard que dans la réalité. En outre, les concentrations en LiCl sont largement sous-estimées en particulier aux points de mesure les plus en aval (cf. Figure 5). Un nouveau calage est alors réalisé afin de pallier ces problèmes (c09 H). Celui-ci permet une nouvelle fois d'obtenir une très bonne estimation de l'heure de passage du pic de LiCl. La surestimation de la concentration n'est cependant pas confirmée ici, mais l'estimation de la concentration lors du pic est beaucoup plus proche que pour le calage précédent avec les données de 2008. Les coefficients de dispersion n'ont pas été modifiés puisqu'ils semblaient peu influencer sur les résultats obtenus (cf. Tableau 1).

Section de ... à...	Calage 2008		Calage 2009	
	Manning	dispersion	Manning	dispersion
Injection - P21	0.3	0.15	0.19	0.15
P21 - P36A	0.19	0.25	0.25	0.25
P36A - P43	0.04	0.025	0.015	0.025
P43 - P63	0.28	0.11	0.15	0.11
P63 - Aval	0.015	0.08	0.015	0.08

Tableau 1. Valeurs des coefficients de Manning et de dispersion selon les sections dans les jeux de calages c08 H et c09 H.

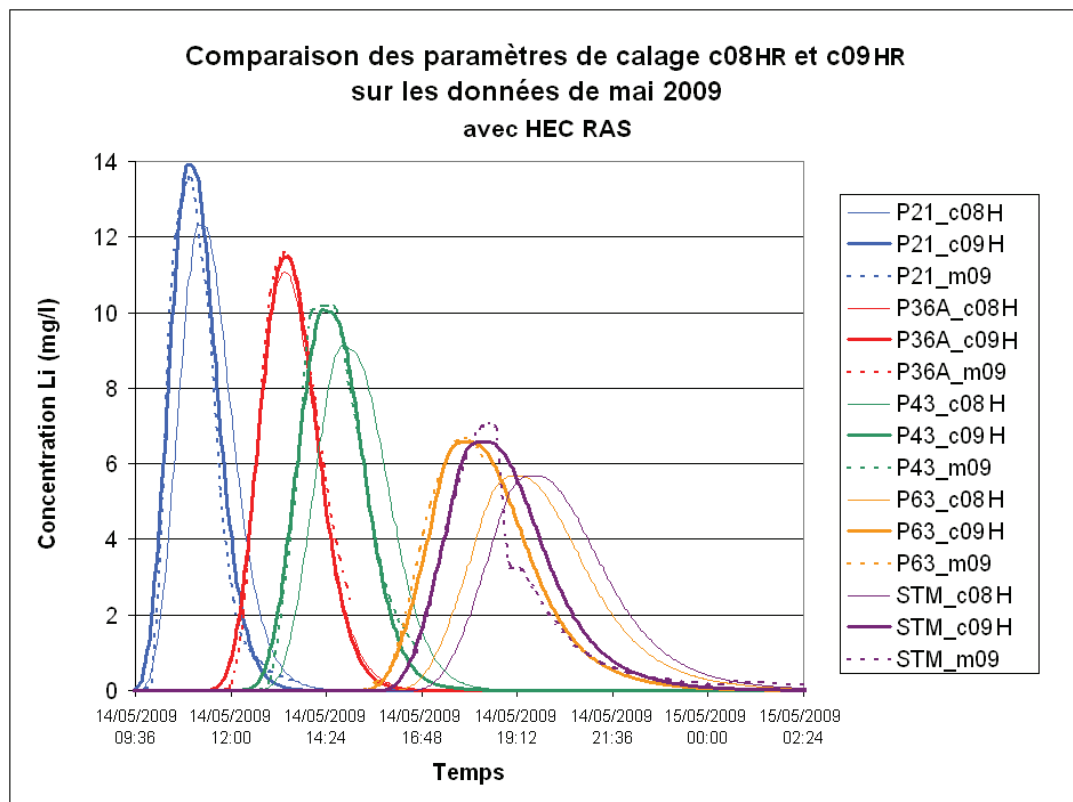


Figure 5 : Évaluation des calages c08 H et c09 H sur les données de mai 2009.

4 DISCUSSION

4.1 Comparaisons des résultats obtenus avec MASCARET et HEC RAS

Les résultats obtenus avec MASCARET et HEC RAS sont comparables au vu des moyennes obtenues en calculant la distance euclidienne entre concentrations mesurées et modélisées (racine de la somme des différences au carré) sur le nombre de mesures réalisées (cf. Tableau 2). En moyenne, ceux obtenus par MASCARET sont légèrement meilleurs que ceux de HEC RAS aussi bien sur les données de 2008 que 2009. La vérification sur les données 2009 ne s'est révélée fructueuse pour aucun des modèles.

Dans les deux cas, comme expliqué précédemment, on observe les mêmes tendances en terme de valeurs extrêmes pour les coefficients de Manning et de Strickler.

	c08M – données de 2008	c08C – données de 2008	c08M – données de 2009	c08C – données de 2009
P21	0.35	0.34	0.52	0.62
P36A	0.98	0.79	1.06	0.19
P43	0.59	0.65	0.56	1.51
P63	0.27	0.46	0.3	1.17
STM	0.38	0.75	0.62	0.67

Tableau 2 : Distances euclidiennes (mg/l) entre concentrations mesurées et modélisées sur nombre de mesures réalisées pour les résultats obtenus avec le calage 2008 de HEC RAS et MASCARET sur les données 2008 et 2009.

4.2 Calage en étiage

4.2.1 Problèmes rencontrés

La validation de ces modèles hydrauliques en étiage apparaît donc relativement complexe. L'un des paramètres qui peut rentrer en jeu est la végétation. En effet, celle-ci n'adopte pas la même disposition et la même densité chaque année or ce paramètre n'est pas pris en compte dans notre modèle. Grâce à des photographies prises lors des campagnes de mesure de 2008 et 2009, on peut voir que la végétation est sensiblement plus dense en 2009 qu'en 2008. Cependant, cela devrait avoir pour conséquence une augmentation des coefficients de Manning ou diminution des coefficients de Strickler, or on observe l'effet inverse.

En outre, il a été montré qu'en présence de végétations le coefficient de Manning ne pouvait être considéré comme constant si le débit varie. Ainsi Ebrahimi et al. (2008) expliquent que le coefficient de Manning devrait diminuer avec l'augmentation du débit (cf. Figure 6). Sous l'influence de celle-ci, la végétation aura en effet tendance à se coucher, opposant donc moins de résistance. y/h représente le rapport entre le niveau d'écoulement moyen du cours d'eau (y) et la hauteur moyenne de la canopée (h). Cependant ces résultats vont également à l'encontre de ce qui est observé dans les calages c08H et c09 H.

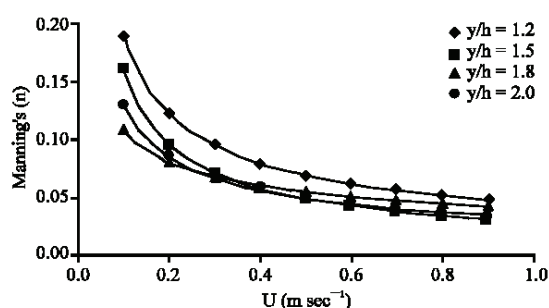


Figure 6 : Variation du coefficient de Manning avec la vitesse moyenne d'écoulement (végétation artificielle souple couvrant entièrement le fond d'un canal expérimental).

Source : Ebrahimi et al. (2008).

Devant les difficultés rencontrées par rapport au calage et à l'interprétation des valeurs de Manning et Strickler, on peut s'interroger sur la pertinence de l'utilisation de ces coefficients pour le calage en étiage des cours d'eau. Il est vrai que ces modèles ont été créés à l'origine pour modéliser les fortes hauteurs d'eau, notamment en vue d'une prévision des crues. MASCARET et HEC RAS ont d'ailleurs fait l'objet d'une étude pour un calage en crue (Grandjean, 2008) du Grémillon. Les valeurs de Manning obtenues avec HEC RAS dans le cadre de cette étude sont beaucoup plus proches de ce qui est généralement conseillé (0.03 qui correspond aux valeurs usuelles pour une rivière naturelle à lit de graviers).

Il est vrai que devant de faibles hauteurs d'eau comme on peut en mesurer sur le Grémillon (de l'ordre de quelques centimètres), la description de la granulométrie moyenne perd de son sens : des éléments encombrants (troncs d'arbres, pierres, parpaings...) en travers de l'écoulement constitueront des seuils plus qu'une surface rugueuse puisqu'ils ne seront pas submergés.

4.2.2 Perspectives d'améliorations

4.3 Il est donc envisagé de représenter le problème de transfert de lithium comme un renouvellement d'eau plus qu'un transport impacté par la rugosité du fond du cours d'eau. Le ruisseau est alors une succession de zones de stockage, qui pourraient contrôler la ligne d'eau.

Plusieurs types de seuil ont donc été placés dans le modèle HEC RAS à l'amont de la première station de mesure. Le seuil permettant d'obtenir une vérification satisfaisante sur les données 2009 du jeu de paramètres obtenu suite au calage sur les données 2008 (cf. Figure 7) a une épaisseur de 10 cm et présente une fente verticale allant de haut en bas de 165mm de large. On obtient comme distance euclidienne rapportée au nombre de mesure 0.69 pour 2008 et 0.19 pour 2009.

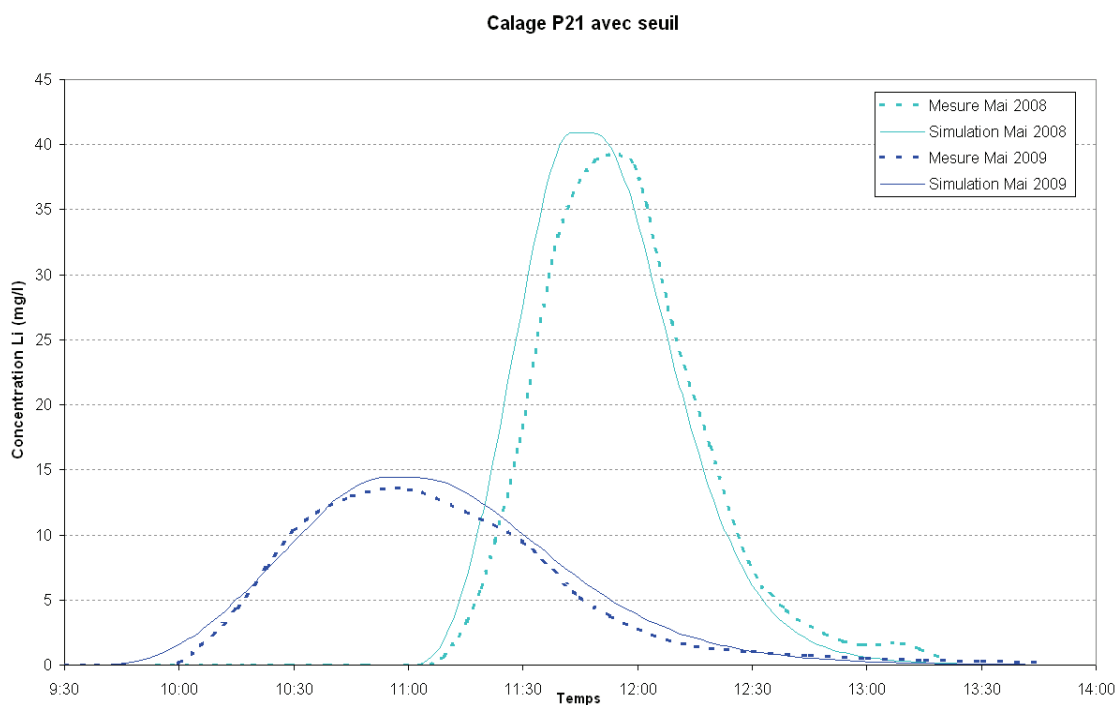


Figure 7 : Comparaisons des résultats obtenus au premier point de prélèvement pour les données 2008 et 2009 à partir d'un calage réalisé sur 2008 en présence d'un seuil.

4.4 Perspectives d'utilisation du modèle AQUATOX

Le logiciel AQUATOX, même s'il n'a pour le moment pas été mis en œuvre sur ce cours d'eau, offre des fonctions et une facilité d'usage particulièrement intéressantes. Il est donc envisagé de le conserver comme modèle pouvant permettre d'étudier plus précisément une section qui peut sembler particulièrement problématique dans le cadre d'une étude d'impacts (à l'endroit du rejet, dans une section couverte ou une zone de stagnation des eaux...). Ces points seraient repérés dans un premier temps sur le terrain puis par modélisation avec un logiciel simple de types modèles à casier, qui pourrait être développé en vue de ce type d'étude. On pourra également utiliser des logiciels qualité relativement simples tels que MASCARET ou HEC RAS.

5 CONCLUSION

Les modèles de qualité des eaux de rivières pourraient être des outils pratiques à destination des acteurs du domaine de l'eau soucieux d'évaluer l'impact d'un aménagement sur la qualité de celle-ci en vue de l'atteinte du bon état chimique et écologique des masses d'eau d'ici 2015.

Cette étude de différents modèles de qualité aux caractéristiques différentes montrent dans un premier temps que les modules hydrauliques de ces logiciels nécessitent une adaptation en vue d'un calage en étiage plus efficace. L'utilisation de modèles à casier est également une possibilité à étudier.

Par ailleurs, la complémentarité de ces modèles est intéressante et à étudier de façon plus précise. Il pourrait en effet être envisagé d'utiliser des modèles permettant un calage hydraulique et de transfert de polluants simples afin de repérer dans un premier temps les zones sensibles. Celles-ci seraient ensuite soumises à une modélisation plus précise utilisant un logiciel qui permet également une description de l'impact des polluants présents dans les eaux sur les organismes vivants.

6 REMERCIEMENTS

Toute l'équipe souhaite remercier les membres du GEMCEA pour leur participation aux différentes campagnes de mesure ainsi que le LRGP (ENSIC), et plus particulièrement Marie-Noëlle PONS, pour

toutes les analyses réalisées et les nombreux conseils prodigués pour l'élaboration et la mise en œuvre des protocoles d'analyse.

BIBLIOGRAPHIE

- Brunner, G.W. (2010). HEC RAS: River Analysis System – User's Manual. Version 4.1, janvier 2010, 790p.
- Clough, J.S. (2009). AQUATOX (Release 3): Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems – User's Manual. U.S. E.P.A, Office of Water, Office of Science and Technology, Washington D.C., 94p.
- Chow, V.T. (1959). *Open-channel Hydraulics*, New York, McGraw-Hill Book Co., 680p.
- Degoutte, G. (2007). *Aide-mémoire d'hydraulique à surface libre*. AgroParisTech, 26p.
- Directive 2000/60/CE du Parlement européen et du Conseil du 23 octobre 2000 établissant un cadre pour une politique communautaire dans le domaine de l'eau, 44 p.
- Ebrahimi, N. G., Fathi-Moghadam, M., Kashefipour, S.M., Saneie, M. and Ebrahimi, K. (2008), *Effects of flow and vegetation states on river roughness coefficients*, Journal of Applied Sciences, 8 (11), 2118-2123.
- EDF R&D (2008) Le système MASCARET – Simulation numérique d'écoulements unidimensionnels. Plaquette de présentation du système MASCARET, Comm R&D, janvier 2008, 4p.
- Grandjean, X. (2008) *Étude hydrologique et hydraulique d'un ruisseau périurbain de l'agglomération de Nancy (54) : le Grémillon*. Travail de fin d'étude pour l'ENGEEES, 113p.
- Loi n°2009-967 du 3 août 2009 de programmation relative à la mise en œuvre du Grenelle de l'environnement publiée au Journal Officiel du 5 août 2009 dite Loi Grenelle I, 75 p.
- Néron, A., Dalaine, L., Calin, C., Carrey, A., Pons, M.-N. et Battaglia P. (2007). *Analyse du fonctionnement d'un ruisseau périurbain en vue de sa valorisation*. NOVATECH 2007 - 6e conférence internationale sur les techniques et stratégies durables pour la gestion des eaux urbaines par temps de pluie, 1739-1746.
- Néron, A., Pons, M.N., Battaglia, P., Laurent, N. et Carey, A. (2009) *Étude du comportement d'un ruisseau périurbain : Diagnostic et propositions d'aménagements*. Rapport final, juillet 2009, 144p.
- Park, R.A., Clough, J.S. (2009). AQUATOX (Release 3): Modeling Environmental Fate and Ecological Effects in Aquatic Ecosystems – Technical Documentation. U.S. E.P.A, Office of Water, Office of Science and Technology, Washington D.C., 339p.
- Rauch, W., Henze, M., Koncsos, L., Reichert, P., Shanahan, P., Somlyodo, L. and Vanrolleghem, P. (1998) *River Water Quality Modelling: I. State of the Art*. Presented at the IAWQ Biennial International Conference, Vancouver, British Columbia, Canada, 21-26 June 1998, 8p.
- Shanahan, P., Henze, M., Koncsos, L., Rauch, W., Reichert, P., Somlyodoy, L. and Vanrolleghem, P. (1998) *River Water Quality Modelling: II. Problems of the Art*. Presented at the IAWQ Biennial International Conference, Vancouver, British Columbia, Canada, 21-26 June 1998, 8p.
- Streeter, H.W. and Phelps, E.B. (1925). *A Study of the Pollution and Natural Purification of the Ohio River*. U.S. Public Health Service, Bulletin n° 146, February 1925.
- Toilliez T. (2009) *Modélisation de la qualité physico-chimique et biologique d'un ruisseau périurbain*. Travail de fin d'étude pour l'ENSE3 (Grenoble INP) réalisé au CETE de l'Est – LRPC de Nancy, juillet 2009, 35p.
- Warner J.C., Brunner G.W., Wolfe B.C., Piper S.S. (2010) HEC RAS: River Analysis System – Application Guide. Version 4.1, janvier 2010, 351p.